Tuexenia 28: 133–150. Göttingen 2008.

Populationsbiologische Untersuchungen an *Dianthus seguieri* Vill. im Osterzgebirge

- Claudia Walczak, Marita Zieverink und Peter A. Schmidt -

Zusammenfassung

Die Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität des Grünlandes auf Populationen der in Deutschland gefährdeten Pflanzenart *Dianthus seguieri* Vill. ssp. *glaber* Čelak. (Busch-Nelke) wurde im Raum Oelsen (Osterzgebirge) untersucht, insbesondere für den Zeitraum 1960 bis 1990, eine Zeit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Gleichzeitig wurde die Populationsgröße als Einflussfaktor berücksichtigt. Erhebungen von morphologischen Merkmalen und Fitness-Parametern sowie der Populationsstruktur dienten als Grundlage für Vergleiche zwischen Populationen extensiv (Biotoppflege; einschürige Mahd) und intensiv (Beweidung mit Rindern; hohe Besatzdichte) genutzter sowie ungenutzter Bereiche (an Böschungen und an Hangseiten von Steinrücken). Es ergaben sich deutliche, von der Populationsgröße abhängige Differenzen zwischen Flächen unterschiedlicher Nutzungsgeschichte. Die höchste Vitalität zeigten die größeren Populationen (über 1000 blühende Sprosse) ehemals intensiv genutzter und ungenutzter Teilflächen, gefolgt von kleinen Populationen (unter 1000 blühende Sprosse) ungenutzter Bereiche. Die geringste Vitalität wurde in den Populationen ehemals extensiv genutzter Flächen beobachtet. Diese waren unabhängig von ihrer Größe etwa gleichrangig einzustufen. Populationen intensiv bewirtschafteter Flächen und ungenutzter Standorte wiesen größere Ähnlichkeiten hinsichtlich ihrer Wuchsparameter und Populationsstruktur auf, wogegen sich langjährig extensiv bewirtschaftete Flächen deutlich abgrenzten. Die ehemals intensivere Nutzung scheint sich nach der Nutzungsänderung in größeren Populationen von *Dianthus seguieri* nicht negativ auszuwirken. Die untersuchten Individuen früher intensiv genutzter Flächen zeigten eine höhere Fitness gegenüber solchen extensiver Nutzung. Die auf den seit langem geschützten Flächen durchgeführten Pflegemaßnahmen waren in den letzten Jahren möglicherweise nicht ausreichend an die Ansprüche von *Dianthus seguieri* angepasst.

Abstract: Population biology of *Dianthus seguieri* Vill. in the Eastern Ore Mountains

The effect of varying the intensity of grassland management in Germany on populations of the endangered species *Dianthus seguieri* Vill. ssp. *glaber* Čelak. (Ragged Pink) in the area around Oelsen was investigated, especially for the period from 1960 to 1990 – a time of intensive farming activities. Population size was also considered as a potentially influential variable. Comparisons were made between populations of extensively (biotope management) and intensively (cattle grazing; high stocking density) used grassland areas as well as of fallow areas (on banks and on slopes of rocky ridges, so-called "Steinrücken") by means of surveys of morphological and fitness parameters and of the population structure. Distinct differences were found between areas with different utilization history, and could depend on the population size. Large populations (more than 1000 flowering stems) of formerly intensively used areas and fallow areas had the highest vitality, followed by small populations (less than 1000 flowering stems) of fallow areas. The lowest vitality was observed in populations of areas that were formerly managed with low intensity, regardless of population size. Populations of intensively managed sites and fallow sites were more similar to one another, in morphological parameters and population structure, than to those of low-intensity sites, which are clearly distinct. After a change in land use, previous intensive utilization appears to cause no negative effects. The individuals in formerly intensively used areas exhibited greater fitness than those from areas with low-intensity management. In recent years the management of areas with long-term protection was possibly not adequately adapted to the needs of *Dianthus seguieri.*

Keywords: low intensity management, managed grassland, population size, population structure, restoration ecology.

1. Einleitung

Die vorliegende Publikation gibt einen Überblick bisheriger Ergebnisse der laufenden populationsbiologischen Untersuchungen zu der in Deutschland seltenen und gefährdeten Pflanzenart *Dianthus seguieri* Vill. (Busch-Nelke). Diese Untersuchungen fanden im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Grünlandverbund Osterzgebirge am Beispiel des Oelsener Gebietes" (Laufzeit 2003 bis 2008) statt, welches sich dem Erhalt bzw. der Wiederherstellung regionaltypischer artenreicher Grünlandvegetation widmet. Träger des mit Mitteln des Bundesamtes für Naturschutz geförderten Projektes ist der Landesverein Sächsischer Heimatschutz e. V.

Zu den im Rahmen des Projektes durchgeführten, die praktischen Maßnahmen begleitenden, wissenschaftlichen Studien gehören Untersuchungen zur Populationsökologie ausgewählter Zielarten.

Kenntnisse über die Biologie einer Art gehören zu den Voraussetzungen für einen gezielten Artenschutz. Von besonderer Bedeutung ist das ökologische Verhalten einer Art auf der Populationsebene. Reaktionen der Populationen auf durchgeführte Maßnahmen lassen Aussagen zum Erfolg des angewandten Handlungskonzeptes zu Schutz und Pflege des Grünlandes zu. Nutzungsbedingte Änderungen in der Vegetation lassen sich in einem frühen Stadium durch populationsbiologische Parameter deutlicher nachweisen als durch den Wandel in der Artenstruktur der Vegetation (vgl. BÜHLER & SCHMIDT 2001, MÜCKSCHEL & OTTE 2001). So ist z. B. für *Arnica montana* eine nutzungsabhängige Wuchsform und Populationstruktur belegt (SCHWABE 1990, KAHMEN 1998). Darüber hinaus wurden bei verschiedenen Pflanzenarten Beziehungen zwischen der Populationsgröße einer Art und der Fitness von Populationen festgestellt (z. B. MENGES 1991, FISCHER 1998, KARRENBERG et al. 2000).

Die Untersuchungen zu morphologischer Plastizität, Fitness und Populationsstruktur der Busch-Nelke sollten in diesem Kontext einen Beitrag zur Klärung folgender Fragestellungen leisten: Existieren Zusammenhänge zwischen der Vitalität einer Population und der Intensität der ehemaligen Nutzung des Grünlandes (intensiv/extensiv/ungenutzt) sowie der Populationsgröße? Wie ist der aktuelle Zustand der untersuchten Populationen einzuschätzen?

2. Das Untersuchungsgebiet

Das Projektgebiet umschließt die Ortschaft Oelsen am Ostrand des Osterzgebirges in der Gemeinde Bad Gottleuba-Berggießhübel (Landkreis Sächsische Schweiz).

Es liegt an der Nordabdachung des Erzgebirges, im Übergang zwischen der submontanen zur montanen Stufe (BERNHARDT 1986). Die Untersuchungsflächen befinden sich in Höhenlagen von 430 m bis 640 m.

Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 7°C, die Niederschlagsmenge liegt im Jahresmittel bei 840 mm (BAUER 1974, ohne Angabe des Messzeitraums). Das Untersuchungsgebiet zählt aufgrund seines kontinental beeinflussten Klimas zu den wichtigsten Verbreitungsschwerpunkten südosteuropäischer Floren- und Faunenelemente im Erzgebirge (BERNHARDT 1986).

Der Offenlandcharakter des Oelsener Raumes ist ein Ergebnis der seit dem 12. Jahrhundert nachweisbaren extensiven Landwirtschaft. Zu deren Zeugnissen gehören auch Lesesteinwälle, die so genannten „Steinrücken". Die eine Bodenbearbeitung störenden Steine und Blöcke wurden abgelesen und entlang der Flurstücksgrenzen, teilweise auch an Nassstellen und Felsdurchragungen abgelegt. Auf diesen Steinrücken entwickelte sich im Laufe der Zeit eine typische Gehölzvegetation (STUFA 1997, MÜLLER 1998).

Die Höhenlagen des Osterzgebirges zählen heute zu den naturschutzwürdigen Gebieten von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung (STEFFENS 1991). Kennzeichnend für die Grünlandkomplexe dieses Naturraumes waren bis Anfang der 1950er Jahre Bergwiesen mit kleinflächigen Vorkommen von Borstgrasrasen, Feuchtwiesen und Kleinseggen-Rieden. Diese struktur- und artenreiche halbnatürliche Vegetation erfuhr tiefgreifende Veränderungen mit der Intensivierung der Nutzung ab Mitte der 1950er Jahre. Die Diversität der Arten

und Gesellschaften ging stark zurück und Intensivgrünland erlangte Dominanz. Um eine intensivere Weidenutzung (mit Rindern) zu ermöglichen, fanden Meliorationen (Drainage, Düngung) und Umbruch mit Neueinsaat statt (HACHMÖLLER 2000). Zusätzlich führten Immissionsbelastungen aus den böhmischen Braunkohlerevieren zu Versauerungserscheinungen der Standorte, die ihrerseits zu einer Artenverarmung der Grünland-Vegetation beitrugen. Nach 1990 wurde die Beweidung vieler Grünlandflächen extensiviert bzw. durch eine Mähwiesennutzung ersetzt. Heute überwiegt insgesamt eine naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung.

Die im 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts dominierenden Gesellschaften des *Polygono-Trisetion* (Gebirgs-Frischwiesen) sind heute überwiegend nur noch auf geschützten Flächen zu finden. Auf der Basis der Arbeit von GRUNDIG (1958) konnten einige besonders wertvolle Wiesenbereiche identifiziert und durch Schutzmaßnahmen erhalten werden. Flächenmäßig am stärksten vertretene Vegetationstypen sind *Geranio-Trisetetum*, *Festuca rubra-Agrostis capillaris*-Gesellschaft sowie die *Poa pratensis-Trisetum flavescens*-Gesellschaft. Borstgrasrasen (*Violo-Nardion*), nährstoffreiche Nasswiesen (*Calthion palustris*), Pfeifengraswiesen (*Molinietum caeruleae*) oder Braunseggen-Sümpfe (*Caricetum fuscae*) sind insgesamt auf nur wenige Hektar beschränkt (HACHMÖLLER 2000).

3. Biologie, Verbreitung und Bestandssituation von *Dianthus seguieri*

Die Busch-Nelke ist ein ausdauernder Hemikryptophyt, der mit Rosetten überwintert. Sie bildet zunächst eine kräftige Primärwurzel aus. Neben aufsteigenden Sprossen werden auch kriechende, sich sprossbürtig bewurzelnde Triebe ausgebildet, die sich oberflächennah zu verholzenden unterirdischen Achsen entwickeln und isolieren können. Durch weitere Verzweigungen kann ein dichtes Netz unterirdischer Sprosse entstehen (HEGI 1979). Die Art blüht von Ende Juni bis August, die Blüten werden von Insekten bestäubt. In den xerochasen Kapseln entwickeln sich 2 bis 3 mm lange, schildförmige bis ovale Samen mit verdickten Rändern, die boleochor verbreitet werden. Reife und Verbreitung der Samen erfolgen im August/September bis in den Oktober (MÜLLER-SCHNEIDER 1986).

Das west- und zentraleuropäische Verbreitungsgebiet von *Dianthus seguieri* erstreckt sich von Nordspanien und Norditalien über Frankreich und Deutschland bis nach Tschechien (SEBALD et al. 1993). MEUSEL & JÄGER (1965) geben folgende Arealformel für die Art an: sm-temp · c_{1-3} EUR mit burgundisch-hercynischem Arealzentrum.

In Deutschland ist *Dianthus seguieri* durch die Unterart ssp. *glaber* Čelak vertreten. Sie kommt zerstreut in Baden-Württemberg, Bayern, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen vor. Der gegenwärtige Verbreitungsschwerpunkt der Busch-Nelke in Sachsen liegt im östlichen Osterzgebirge, vor allem im Gebiet der Gottleuba und Müglitz und hier wiederum insbesondere im Bereich der Gemeinde Oelsen (MÜLLER 1998, HARDTKE & IHL 2000).

Seit den 1950er Jahren ist in ganz Deutschland ein starker Rückgang der Fundorte von *Dianthus seguieri* festzustellen. Noch Ende der 1950er Jahre wurde die Art für das Oelsener Gebiet von GRUNDIG (1958) als häufig beschrieben. Ursachen für den starken Rückgang im Untersuchungsgebiet sind unter anderem in der Aufgabe extensiver Grünlandnutzung, Eutrophierung sowie der ausbleibenden Bewirtschaftung der Steinrücken zu suchen (GRUNDIG 1958, MÜLLER 1998, HARDTKE & IHL 2000). Da die Samenreife recht spät erfolgt, ist *Dianthus seguieri* in Wiesen langfristig nur überlebensfähig, wenn eine sehr frühe oder späte Mahd erfolgt, die das Ausreifen und die Ausstreu von Samen zeitlich ermöglicht (vgl. GRUNDIG 1958).

Für Deutschland wird die Busch-Nelke als stark gefährdet eingestuft, wobei sie regional noch stärker bedroht ist (BFN 1996). In Sachsen ist sie stark gefährdet (LFUG 1999). Nach der Bundesartenschutzverordnung (1999) ist *Dianthus seguieri* eine besonders geschützte Art. Da ein wesentlicher Teil des Gesamtareals der Art (33–75 %) in Deutschland liegt, kommt der Bundesrepublik eine besondere Verantwortung für ihren Erhalt zu (BFN 2007). Nach BENZLER (2001) gehört *Dianthus seguieri* zu den Arten, die für ein bundesweites Monitoring bedeutend sind.

4. Methodik

4.1. Auswahl der Probeflächen

Die Auswahl der Flächen für die populationsökologischen Untersuchungen basiert auf Ergebnissen von Voruntersuchungen zu Nutzungshistorie und Populationsgrößen. Als Population wurde der für die jeweilige Untersuchungsfläche räumlich eindeutig abgrenzbare Bestand von *Dianthus seguieri* definiert. Entscheidende Kriterien waren unterschiedliche Nutzungsintensitäten im Zeitraum von 1960–1990 und die Populationsgröße. Es wurden je 2 Populationen folgender Faktorenkombinationen untersucht (s. Tab. 1):

i. 1960–1990 Biotoppflege im Naturschutzgebiet (NSG) durch einschürige Mahd, zeitweise Brache (im Folgenden als „extensiv" bewirtschaftet bezeichnet) + Population mit > 1000 blühenden Sprossen (im Folgenden als „große" Population bezeichnet).

ii. 1960–1990 extensiv bewirtschaftet + Population mit ≤ 1000 blühenden Sprossen (im Folgenden als „kleine" Population bezeichnet).

iii. 1960–1990 Beweidung mit Rindern, hohe Besatzdichte (im Folgenden als „intensiv" bewirtschaftet bezeichnet) + große Population.

iv. 1960–1990 intensiv bewirtschaftet + kleine Population.

Zusätzlich wurden drei Wuchsorte an Steinrücken mit kleinen Populationen und ein Böschungsstandort mit großer Population analysiert, die in der Vergangenheit weitestgehend von einer Bewirtschaftung ausgenommen waren und im Folgenden als „ungenutzte" Bereiche behandelt werden.

Abb. 1: *Dianthus seguieri* Vill. ssp. *glaber* Čelak. im Oelsener Gebiet (M. Zieverink, 2001).

Fig. 1: *Dianthus seguieri* Vill. ssp. *glaber* Čelak. in the area around Oelsen (M. Zieverink, 2001).

Tabelle 1: Probeflächen mit Angabe der Populationsgröße (2001) und ihrer Nutzung vor bzw. nach 1990 sowie Faktorenkombination für Populationen von *Dianthus seguieri*

Table 1: Experimental plots with specification of population size (2001) and management before and after 1990 as well as combination of factors for populations of *Dianthus seguieri*

Probeflächen		**Nutzung 1960 bis 1990**	**Nutzung nach 1990**	**Anzahl generativer Sprosse (2001)**	**Faktoren-kombination: Nutzung bis 1990 + Populationsgröße**
Nr.	**Wuchsort**				
1	Moggenswiese	Biotoppflege, zeitweise Brache	Biotoppflege	2198	extensiv + groß
2	Stockwiese	Biotoppflege, zeitweise Brache	Biotoppflege	ca. 4000	
3	Hintere Wiesen, Ersatzfläche	Biotoppflege, zeitweise Brache	Biotoppflege	168	extensiv + klein
4	Herpoldsheimer Wiese	Biotoppflege, zeitweise extensiv beweidet	Biotoppflege	163	
5	Nördliches Eichbüchel	intensive Weide	Wiesennutzung	ca. 5800	intensiv + groß
6	Pfarrgründel, mittlerer Bereich	intensive Weide	Biotoppflege	1104	
7	Vordere Wiese, süd	intensive Weide, z. T. Acker ?	Wiesennutzung	72	intensiv + klein
8	Quellsumpf und Umgebung Strompelgrund	bis 1992 intensive Weide	Biotoppflege	78	
9	unterhalb Pfarrwiese, rechts	Brache?	Biotoppflege, zeitweise ungepflegt	ca. 7000	ungenutzt + groß
10	Steinrücken vor Fläche 16	?	z. T. Pflege	408	ungenutzt + klein
11	Steinrücken vor 38	Randbereiche teilweise beweidet	keine	892	
12	Steinrücken vor 94	Randbereiche teilweise beweidet	keine	166	

4.2. Vegetationskundliche Einordnung und Zeigerwerte

Auf den Probeflächen wurden im Bereich der untersuchten Populationen Vegetationsaufnahmen (Größe 5 m x 5 m) angefertigt. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach ROTHMALER (2002), die der Pflanzengesellschaften nach BfN (2001).

Für die untersuchten Bestände wurden die mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) ermittelt. Um die Streubreite des ökologischen Verhaltens einer Art zu verdeutlichen, wurden die mittleren Faktorenzahlen für Bodenreaktion und Stickstoffversorgung aus den Vegetationsaufnahmen in einem Koordinatensystem dargestellt (vgl. REIF et al. 1985).

4.3. Morphologische Plastizität und Fitness

Neben vegetativen Parametern (Sprosslänge, Anzahl der Blütenköpfe, Anzahl der Stängelblätter, Länge des längsten Stängelblattes und Anzahl der Samen pro Blütenkopf) wurden Fitnessparameter (Hundertkorngewicht der Samen, Keimfähigkeit der Samen im Klimakammerversuch und Lebensfähigkeit während des Keimversuches nicht gekeimter Samen anhand TTC-Test) untersucht. Die Erhebung dieser Parameter erfolgte an mindestens 20 (im Optimum 23) zufällig ausgewählten Individuen (Stichproben) der jeweiligen Population der Busch-Nelke. Die Untersuchungen erfolgten im Zeitraum von der Blüte bis zur natürlichen Samenreife im Juli und August. Für jede untersuchte Population wurden jeweils 5 mal 50 Samen in Petrischalen auf mit destilliertem Wasser befeuchtetem Filtrierpapier in der Klimakammer bei Wechseltemperaturen (je 14 Stunden bei 20° C mit Belichtung im Wechsel mit 10 Stunden bei 8° C in Dunkelheit) zur Keimung gebracht. Unter diesen Bedingungen wurden bei Keimversuchen in den Voruntersuchungen die höchsten Keimraten erreicht. Eine Kontrolle der Proben erfolgte wöchentlich.

4.4. Populationsstruktur

Die Struktur einer Population kann insbesondere für ausdauernde Arten über das relative Verhältnis von Individuen verschiedener Entwicklungsstadien („age states" vgl. RABOTNOV 1969) beschrieben werden. Im jeweiligen Hauptbestand der untersuchten Art wurden in randomisiert verteilten Quadraten (0,25 m x 0,25 m) alle vegetativen (nicht blühende, potentiell blühfähige Sprosse) und generativen (blütentragende) Sprosse erfasst. Die Zahl der Probepunkte richtete sich nach der flächenmäßigen Ausdehnung der jeweiligen Population.

4.5. Auswertung der Daten

Die statistische Auswertung erfolgte unter Verwendung von SPSS für Windows. Da die Anzahl der Stichprobenelemente teilweise differierte und eine Normalverteilung der einzelnen Stichprobenmenge bzw. eine Homogenität der Varianzen auch nicht durch eine Transformation der Daten für alle zu vergleichenden Stichprobenmengen erreicht werden konnte, wurde mittels Kruskal-Wallis- (H-Test) und Mann-Whitney-U-Test (verteilungsunabhängige Verfahren für den Vergleich unabhängiger Stichproben) auf statistisch signifikante Unterschiede getestet.

Tabelle 2: Pflanzensoziologische Einordnung der Untersuchungsflächen

Table 2: Phytosociological classification of the experimental plots

Probeflächen		
Nr.	**Gesellschaft**	**Ausbildungsform**
1	*Festuca rubra-Agrostis capillaris*-Gesellschaft	*Meum athamanticum*-Form
2	*Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957	SA[1] *Nardus stricta*
3	*Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957	typische AF[2]/ Randeinflüsse
4	*Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft	typische AF
5	*Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957	typische AF/ Verbrachung
6	*Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957	SA *Polygonum bistorta*
7	*Festuca rubra-Agrostis capillaris*-Gesellschaft	*Meum athamanticum*-Form
8	*Poa pratensis- Trisetum flavescens*-Gesellschaft	Übergang *Calthion-Basalgesellschaft/ Filipendulion*
9	*Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957	SA *Polygonum bistorta*
10	*Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957	typische AF
11	*Potentillo erectae-Holcion mollis* Passarge 1979	
12	*Festuca rubra-Agrostis capillaris*-Gesellschaft	Verbrachung

[1] SA = Subassoziation
[2] AF = Ausformung

5. Ergebnisse

5.1. Vegetationskundliche Einordnung und Zeigerwerte

Ein Verbreitungsschwerpunkt der Busch-Nelke innerhalb der Grünlandgesellschaften im Untersuchungsgebiet liegt im *Geranio-Trisetetum* (vgl. Tab. 2). Außerdem kommt die Art in der *Violion*-Basalgesellschaft, der *Festuca rubra-Agrostis capillaris*-Gesellschaft sowie der *Poa pratensis-Trisetum flavescens*-Gesellschaft vor. *Dianthus seguieri* ist meist mit Säure- und Magerkeitszeigern wie *Deschampsia flexuosa, Holcus mollis, Hypericum maculatum* sowie *Anthoxantum odoratum, Campanula rotundifolia* und *Potentilla erecta* vergesellschaftet (vgl. auch MÜLLER 1998). An Steinrücken wurde *Dianthus seguieri* im *Sambuco-Salicion capreae* und im Übergangsbereich zu *Prunetalia spinosae* kartiert. Teilweise tritt *Vaccinium myrtillus* mit höherem Deckungsgrad auf. Eine hohe Stetigkeit für diese Wuchsorte zeigen *Meum athamanticum, Agrostis capillaris* und *Festuca rubra* (vgl. auch MÜLLER 1998).

Wie aus den Ökogrammen für die Reaktions- und Stickstoffzahl (Abb. 2) hervorgeht, wiesen die ehemals intensiv bewirtschafteten Bereiche mit einer Ausnahme etwas höhere Stickstoffzahlen im Bereich zwischen 4 und 5 auf, während extensiv genutzte Bereiche mit Werten zwischen 3 und 4 (teilweise bis 5) überwiegend darunter lagen. Vorkommen ungenutzter Bereiche zeigten überwiegend relativ hohe Stickstoffzahlen mit Werten zwischen 4 und 6. Die Reaktionszahl variierte von 3 bis 5, mit Schwerpunkt zwischen 4 und 5. Werte unter 4 wurden vor allem für ehemals extensiv bewirtschaftete Flächen ermittelt.

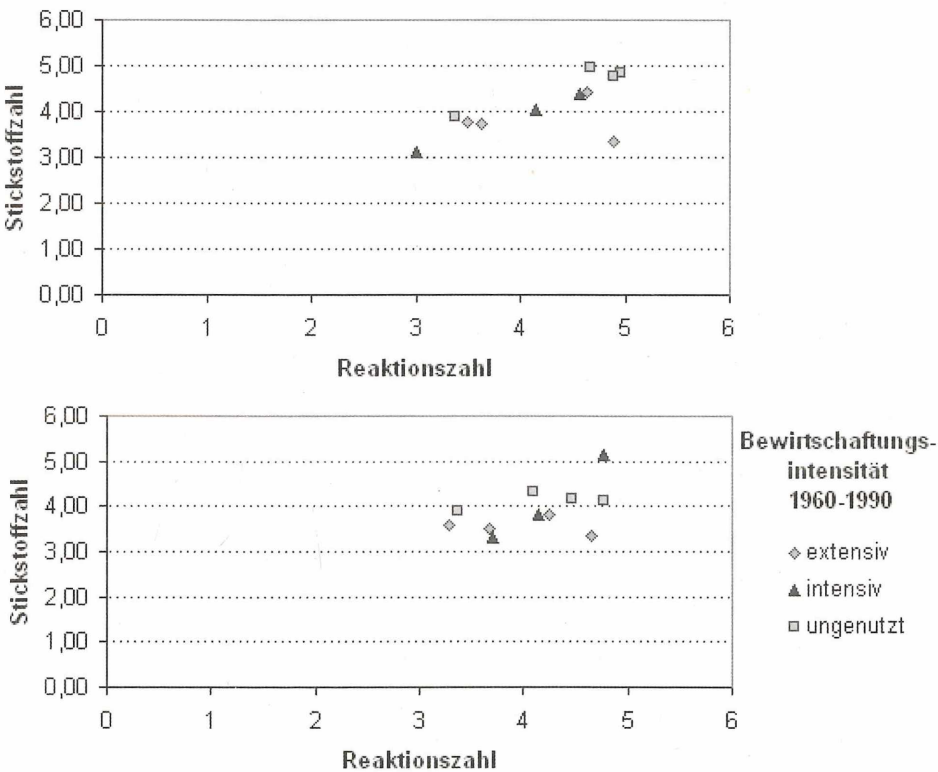

Abb. 2: Ökogramm der Wuchsorte von *Dianthus seguieri* für die mittlere Stickstoffzahl und die mittlere Reaktionszahl für 2004 (oben) und 2006 (unten).

Fig. 2: Ecogram of growth sites of *Dianthus seguieri* for mean nitrogen value and mean reaction value in 2004 above) and 2006 (below).

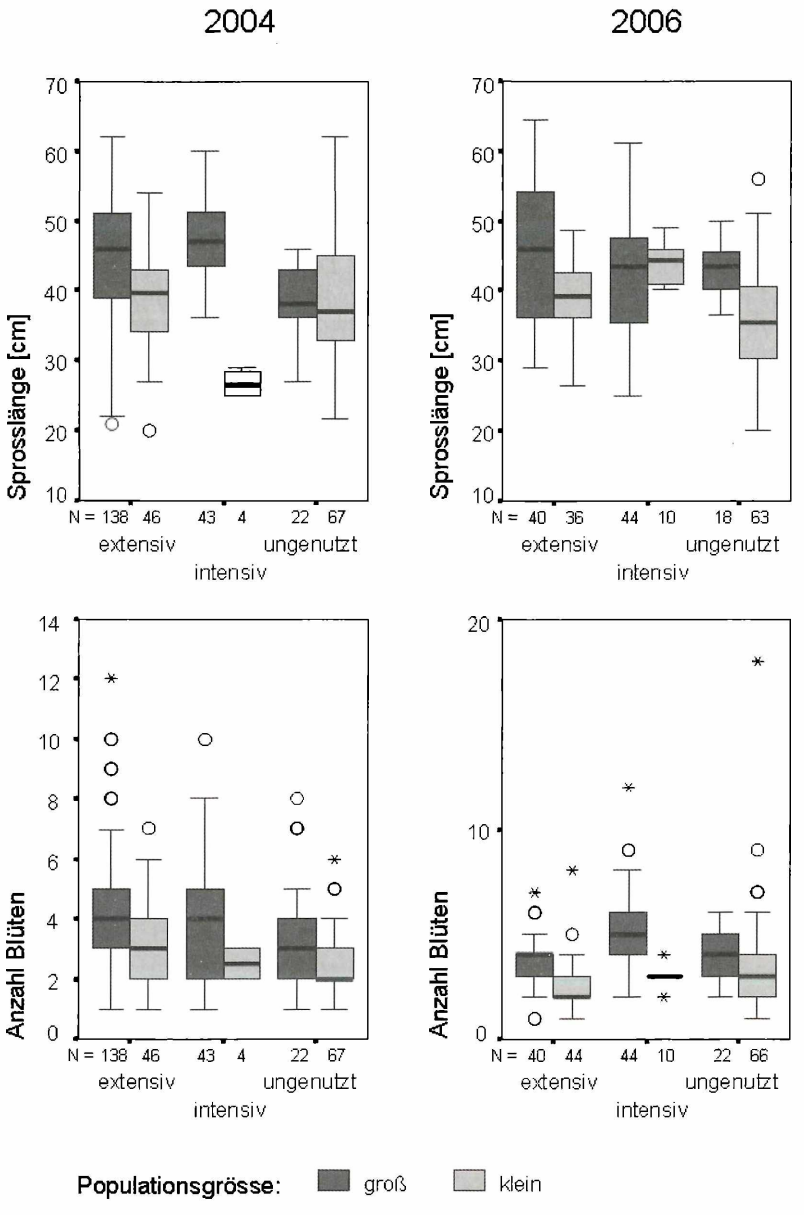

Abb. 3: Beispiele unterschiedlicher Ausprägungen vegetativer Parameter in Abhängigkeit von ehemaliger Nutzungsintensität (1960–1990) und Populationsgröße im Vergleich der Untersuchungsjahre 2004 und 2006 (Median, Quartile, Maximum, Minimum, Ausreißer (O) und Extremwerte (*)).

Fig. 3: Examples of different characteristics of vegetative parameters in relation to intensity of former management (1960–1990) and population size for the year 2004 in comparison to the year 2006 (median, quartile, maximum, minimum, outliers (O) and extreme value (*)).

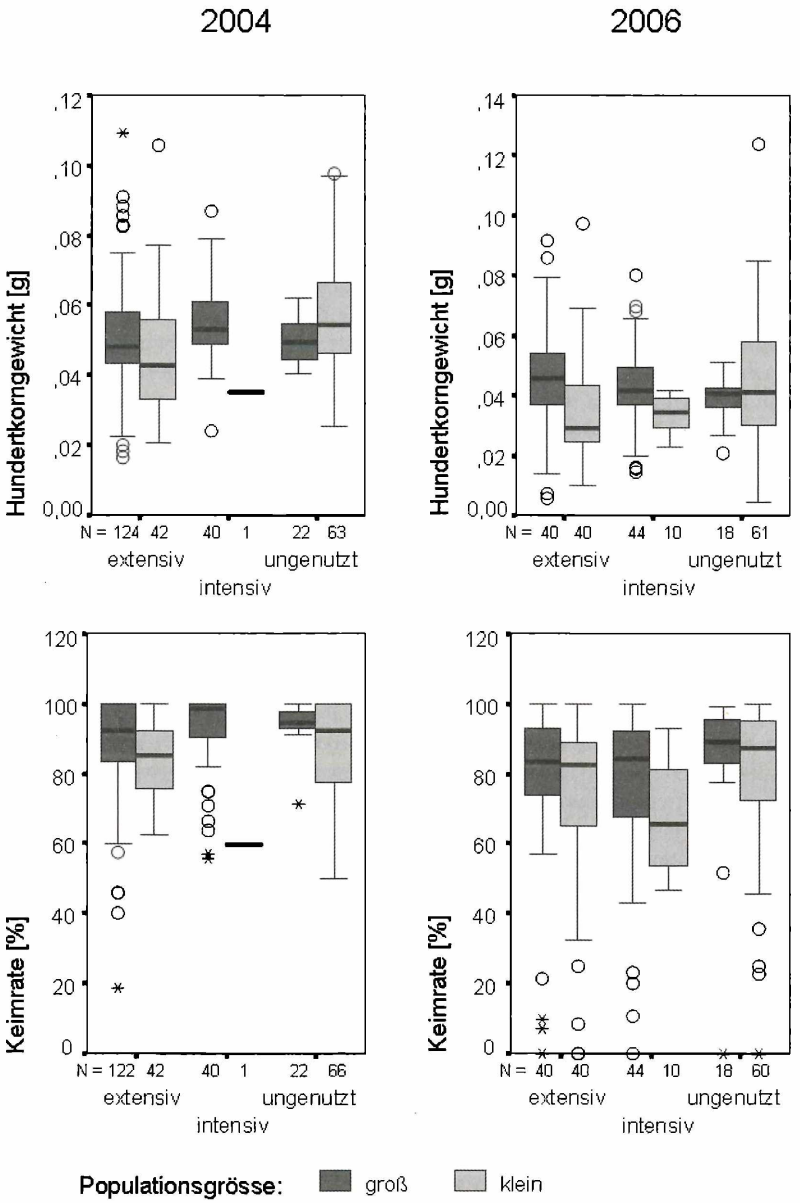

Abb. 4: Beispiele unterschiedlicher Ausprägungen von Fitness-Parametern in Abhängigkeit von ehemaliger Nutzungsintensität (1960–1990) und Populationsgröße im Vergleich der Untersuchungsjahre 2004 und 2006 (Median, Quartile, Maximum, Minimum, Ausreißer (O) und Extremwerte (*)).

Fig. 4: Examples of different characteristics of generative parameters in relation to intensity of former management (1960–1990) and population size for the year 2004 in comparison to the year 2006 (median, quartile, maximum, minimum, outliers (O) and extreme value (*)).

5.2. Morphologische Plastizität und Fitness

Unterschiede in der Ausprägung vegetativer und Fitness-Parameter in Abhängigkeit von ehemaliger Nutzung und Populationsgröße sind in den Abbildungen 3 und 4 dargestellt. Kleine Populationen weisen meist deutlich geringere Werte der erhobenen Parameter auf. Tabelle 3 gibt eine quantitative Einstufung des Einflusses der Faktoren Nutzungsintensität und Populationsgröße auf die erfassten Parameter wieder. Daraus ergibt sich, dass die höchsten Messwerte für vegetative Parameter die Populationen ehemals intensiv genutzter Flächen aufwiesen, wobei sich diese Tendenz 2006 verstärkte. Die Populationen ungenutzter Bereiche zeigten in beiden Jahren die höchsten Zahlen bei den Fitness-Parametern. Die niedrigsten Werte ergaben sich für langfristig extensiv bewirtschaftete Flächen. Die einzelnen Messwerte in ungenutzten Bereichen und ehemals intensiv bewirtschafteten Flächen waren teilweise signifikant höher als in extensiv bewirtschafteten Flächen. Zwischen ehemals intensiv bewirtschafteten und ungenutzten Flächen bestanden demnach geringere Unterschiede. Große Populationen zeigten in beiden Untersuchungsjahren überwiegend höhere Werte der Messgrößen als kleine Populationen.

Werden innerhalb einer Population die untersuchten Parameter zueinander in Relation gesetzt, ergeben sich sechs Rangstufen. Aus der Darstellung in Tabelle 4 wird ersichtlich, dass bezüglich der vegetativen Parameter im Jahr 2004 große Populationen ehemals intensiv genutzter Flächen die höchsten Werte aufwiesen, dies aber 2006 für die Faktorenkombination ungenutzt + große Population zutraf. Die Fitness-Parameter zeigten in letzterer Kombination sowohl 2004 als auch 2006 die höchsten Werte. Große und kleine Populationen ehemals extensiv genutzter Flächen waren etwa gleichrangig einzustufen. Die geringsten Messwerte wurden 2004 für die Faktorenkombination ehemals intensiv genutzte Fläche + kleine Population ermittelt. Dagegen zeigte 2006 die Kombination ehemals extensiv genutzte Fläche + kleine Population niedrigste Werte der untersuchten Parameter.

Im Ergebnis der statistischen Auswertung (Tab. 5) erwies sich ein Teil dieser Unterschiede als signifikant. Die Zahl der Stängelblätter und das Hundertkorngewicht waren in Populationen ehemals extensiv bewirtschafteter Flächen 2004 und 2006 (teilweise) niedriger, aber die Keimrate der Diasporen lag 2004 höher.

Signifikante Unterschiede in der Merkmalsausprägung zwischen ungenutzten Bereichen und ehemals intensiv oder extensiv bewirtschafteten Flächen bestanden 2004 und 2006 für die Sprosslänge, die maximale Blattlänge und die Zahl der Blüten. Populationen ungenutzter Bereiche wiesen 2004 generell signifikant niedrigere Werte auf. 2006 war die Zahl der Blüten jedoch höher als auf langjährig extensiv bewirtschafteten Flächen. Die Samenanzahl und das Samengewicht pro Kapsel waren nur 2006 in ehemals intensiv genutzten Flächen signifikant höher. Signifikant höhere Werte in großen Populationen wurden 2004 und 2006 für die Sprosslänge, die maximale Blattlänge und die Zahl der Blüten beobachtet. Die Keimrate war in kleinen Populationen 2004 signifikant niedriger.

5.3. Populationsstruktur

Die mittlere Dichte vegetativer Sprosse variierte 2004 zwischen 306,6 und 2945,3 Sprossen pro m². Generative Sprosse traten in deutlich geringerer Dichte mit Zahlen zwischen 75,3 und 366,0 Sprossen pro m² auf. 2006 lag die Dichte generativer Sprosse zwischen 1,7 und 434,0 Sprossen pro m². Die Dichte vegetativer Sprosse war in langjährig gepflegten Flächen unabhängig von der Populationsgröße signifikant niedriger als in Populationen ehemals intensiv bewirtschafteter Flächen und ungenutzten Bereichen. Im Jahr 2006 traf dies auch auf die Zahlen generativer Sprosse zu. Die Individuendichte war in langjährig extensiv genutzten Flächen insgesamt niedriger. 2004 war die Dichte generativer Sprosse in ehemals intensiv bewirtschafteten Flächen am höchsten; 2006 wiesen die ungenutzten Bereiche die höchsten Sprossdichten auf.

Zwischen den Dichten vegetativer und generativer Sprosse und der Populationsgröße bestand 2004 kein signifikanter Zusammenhang. Dagegen waren die Zahlen generativer Sprosse 2006 für kleine Populationen signifikant höher. Die Dichte vegetativer Sprosse zeigte

Tabelle 3: Zusammenfassende Übersicht der Einstufung der untersuchten Parameter in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität zwischen 1960 und 1990 und der Populationsgröße („++“ entspricht höchsten, „+“ mittleren und „-“ niedrigsten Werten)

Table 3: Summary of the classification of investigated parameters depending on intensity of management between 1960 and 1990 and population size ("++" indicates highest, "+" medium and "-" lowest values)

Faktor	**Bewirtschaftung 1960 bis 1990**						**Populationsgröße**			
	extensiv		intensiv		ungenutzt		groß		klein	
Parameter/ Untersuchungsjahr	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006
Sprosslänge	+	+	++	++	-	-	+	+	-	-
Anzahl Stängelblätter	-	-	+	+	++	++	+	+	-	-
maximale Blattlänge	+	+	++	++	-	-	+	+	-	-
Anzahl Blüten	++	-	+	++	-	+	+	+	-	-
Anzahl Samen pro Kapsel	+	-	-	+	++	++	+	+	-	-
Samengewicht gesamt	+	-	-	+	++	++	+	+	-	-
100-Korn-Gewicht	-	-	+	+	++	++	-	+	+	-
Keimrate	-	-	++	+	+	++	+	-	-	+

Tabelle 4: Zusammenfassende Übersicht der Einstufung der untersuchten Parameter in Abhängigkeit von der Faktorenkombination Nutzungsintensität zwischen 1960 und 1990 + Populationsgröße (Rangstufen I-VI: I = niedrigster Wert, VI = höchster Wert)

Table 4: Summary of the classification of investigated parameters depending on intensity of management between 1960 and 1990 and population size (grades I-VI: I = lowest value, VI = highest value)

Faktor	**Bewirtschaftung 1960 bis 1990 + Populationsgröße**											
	extensiv + groß		extensiv + klein		intensiv + groß		intensiv + klein		ungenutzt + groß		ungenutzt + klein	
Parameter/ Untersuchungsjahr	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006	2004	2006
Sprosslänge	V	VI	III	II	VI	III	I	V	II	IV	IV	I
Anzahl Stängelblätter	III	II	II	I	V	III	I	V	VI	VI	IV	IV
maximale Blattlänge	VI	V	IV	I	V	IV	II	II	I	VI	III	III
Anzahl Blüten	VI	IV	III	II	V	VI	I	I	IV	V	II	III
Anzahl Samen pro Kapsel	III	II	IV	IV	II	III	VI	V	V	VI	I	I
Samengewicht gesamt	II	III	IV	II	III	IV	V	V	VI	VI	I	I
100-Korn-Gewicht	IV	VI	II	II	V	IV	I	I	III	III	VI	V
Keimrate	IV	II	II	III	V	V	I	I	VI	VI	III	IV

Tabelle 5: Unterschiede in der Merkmalsausprägung bei verschiedener Flächennutzungsintensität im Vergleich der Untersuchungsjahre 2004 und 2006: Asymptotische Signifikanz (Mann-Whitney-U-Test) (*** = hoch signifikant, ** = signifikant, * = schwach signifikant)

Table 5: Differences in trait characteristics under different land use intensity when the years 2004 and 2006 are compared: asymptotic significance (Mann-Whitney-U-test) (*** = highly significant, ** = significant, * = low significance)

Nutzungsintensität	**extensiv**				**intensiv**				**ungenutzt**			
Jahr	**2004**		**2006**		**2004**		**2006**		**2004**		**2006**	
Parameter:	**Sprosslänge**											
extensiv					0,220		1,237		1,237	***	0,001	***
intensiv	0,220		1,237						0,000	***	0,000	***
ungenutzt	0,001	***	0,008	***	0,000	***	0,001	***				
Parameter:	**Anzahl Stängelblätter**											
extensiv					0,094	*	0,005	***	0,000	***	0,000	***
intensiv	0,094	*	0,005	***					1,562		0,113	
ungenutzt	0,000	***	0,000	***	1,562		0,113					
Parameter:	**Länge längstes Blatt**											
extensiv					2,486		0,240		0,001	***	1,049	
intensiv	2,486		0,240						0,009	***	0,032	**
ungenutzt	0,001	***	1,049		0,009	***	0,032	**				
Parameter:	**Anzahl Blüten**											
extensiv					2,227		0,000	***	0,000	***	0,046	**
intensiv	2,227		0,000	***					0,008	***	0,002	***
ungenutzt	0,000	***	0,046	**	0,008	***	0,002	***				
Parameter:	**Anzahl Samen pro Kapsel**											
extensiv					0,729		0,045	**	2,951		1,744	
intensiv	0,729		0,045	**					0,845		0,468	
ungenutzt	2,951		1,744		0,845		0,468					
Parameter:	**Samengewicht pro Kapsel**											
extensiv					1,737		0,026	**	0,355		0,322	
intensiv	1,737		0,026	**					0,445		1,225	
ungenutzt	0,355		0,322		0,445		1,225					
Parameter:	**Hundertkorngewicht**											
extensiv					0,019	**	1,759		0,002	***	0,773	
intensiv	0,019	**	1,759						2,554		2,585	
ungenutzt	0,002	***	0,773		2,554		2,585					
Parameter:	**Keimrate**											
extensiv					0,062	*	0,471		0,424		0,028	**
intensiv	0,062	*	0,471						0,548		1,266	
ungenutzt	0,424		0,028	**	0,548		1,266					

Tabelle 6: Verhältnis der Anzahl generativer Sprosse zur Anzahl vegetativer Sprosse in Abhängigkeit von den Faktoren Nutzungsintensität und Populationsgröße im Jahr 2004

Table 6: Ratio of the number of generative stems to the number of vegetative stems in relation to the intensity of management and population size in 2004

Bewirtschaftung 1960 bis 1990						**Populationsgröße**			
extensiv		**intensiv**		**ungenutzt**		**groß**		**klein**	
Anteil generativ [%]	Anteil vegetativ [%]	Anteil generativ [%]	Anteil vegetativ [%]	Anteil generativ [%]	Anteil vegetativ [%]	Anteil generativ [%]	Anteil vegetativ [%]	Anteil generativ [%]	Anteil vegetativ [%]
27,8	72,2	12,7	87,3	11,6	88,4	20,7	79,3	12,1	87,9

sich mehr von der Nutzungsgeschichte als von der Populationsgröße beeinflusst. Ehemals intensiv genutzte und ungenutzte Flächen zeigten eine ähnliche Dichte vegetativer Sprosse. Das Verhältnis von generativen zu vegetativen Sprossen war 2004 in ehemals extensiv bewirtschafteten Flächen deutlich ausgeglichener als in ehemals intensiv genutzten und ungenutzten Flächen, die vergleichbare Mengenverhältnisse aufwiesen (s. Tab. 6).

6. Diskussion

6.1. Methodik

Die vegetative Ausbreitung von *Dianthus seguieri* über Kriechtriebe erschwert die Abgrenzung einzelner Individuen. Selbst bei stark die Vegetationsdecke schädigenden Eingriffen ist es kaum möglich, Sprosssysteme einzelnen Individuen zuzuordnen. Trotz der stichprobenhaften Auswahl der untersuchten Einzelsprosse ist nicht auszuschließen, dass teilweise blühende Sprosse ein und desselben Individuums erfasst wurden. Einzelne Sprosse einer *Dianthus seguieri*-Pflanze können als Ramets interpretiert werden, d. h. als durch klonales Wachstum gebildete Teile einer Pflanze, da sie nach einer Abtrennung von der Mutterpflanze zu selbständigem Wachstum fähig sind (URBANSKA 1992). Im Rahmen dieser Untersuchungen bezeichnet „Spross" die untersuchte Einheit.

Die unterschiedlichen Witterungsbedingungen der Untersuchungsjahre 2004 und 2006 beeinflussten deutlich die Ergebnisse, so dass diese nur eingeschränkt vergleichbar sind. 2006 war es während der Haupt-Untersuchungszeit von Anfang Juni bis Anfang August ausgesprochen heiß und trocken. Die Samenkapseln von *Dianthus seguieri* trockneten aus und öffneten sich vor der tatsächlichen Reife. Entsprechend wurden insgesamt geringere Keimraten festgestellt. Die Strukturuntersuchungen mussten auf eine Erfassung der Dichte blühender Sprosse reduziert werden, da zum Zeitpunkt der Untersuchung bereits ein Großteil der Sprosse abgestorben war. Die Bedeutung klimatischer Einflüsse stellt auch SCHOPP-GUTH (1993) heraus, nach dessen Untersuchungen die generativen Merkmale stärker mit dem Klima als mit der Populationsgröße korrelierten.

6.2. Morphologische Plastizität und Fitness

Auffällig erscheint zunächst, dass *Dianthus seguieri* die höchste Vitalität offenbar nicht auf den seit mehreren Jahrzehnten unter Naturschutz stehenden und gepflegten Flächen aufweist. Die aktuellen Bedingungen auf den früher intensiv genutzten Flächen wirken sich zumindest im Fall großer Populationen günstig auf *Dianthus seguieri* aus. Beispielsweise war die mittlere Sprosslänge (blühend) in ehemals intensiv genutzten Flächen stets höher. KERY et al. (2000) und MÜCKSCHEL & OTTE (2001) betrachten die Höhe der Pflanzen als Maß für die Habitatqualität, die nicht mit der Populationsgröße korreliert. SCHOPP-GUTH (1993) stellte bei Streuwiesenpflanzen ebenfalls einen Zusammenhang zwischen vegetativen Merkmalen und der Nutzung fest. GARNIER et al. (2007) wiesen nach, dass die Sprosslänge in der Mehrzahl der Fälle ein guter Indikator für Änderungen in der Landnutzung ist und ein Rückgang der Produktivität zunächst ein verstärktes Höhenwachstum zur Folge hat. Individuen von *Dianthus seguieri* auf ehemals intensiv genutzten/beweideten Flächen zeigten zudem eine höhere Fitness gegenüber solchen extensiv genutzter/gemähter Flächen. Da keine Daten über den Zustand der Population vor der Nutzungsänderung vorliegen, ist nicht mehr nachvollziehbar, ob die Einstellung der intensiven Nutzung vor über einem Jahrzehnt und die Aufnahme extensiver Grünlandnutzung bzw. Biotoppflege ausschlaggebend waren oder ob die Lage der Populationen im Randbereich der Flächen ein Hinweis auf eine Beschränkung der Art auf bereits während der Zeit von 1960 bis 1990 weniger stark beeinflusste Zonen ist.

Da der Druck intensiver Nutzung bereits seit 14 Jahren außer Kraft gesetzt ist, profitiert die Art heute möglicherweise vom erhöhten Nährstoffangebot. SCHOPP-GUTH (1993) betrachtet in diesem Zusammenhang die Nutzungsstufe als Trophiestufe. Zu ähnlichen Erkenntnissen gelangt MATTHIES (1986) für *Melampyrum arvense*. Die Berechnung der Zei-

gerwerte aus Vegetationsaufnahmen an den Wuchsorten der untersuchten Populationen zeigte für ehemals intensiv genutzte Flächen entsprechend höhere Stickstoffzahlen. Insgesamt wiesen auch Wuchsorte an Steinrücken meist höhere Stickstoffzahlen auf als extensiv genutzte Grünlandstandorte, was auf Nährstoffeinträge aus umgebenden intensiv bewirtschafteten Flächen und eine vermehrte Akkumulation von Biomasse bzw. Nährstoffen durch die ausbleibende Nutzung zurückzuführen sein dürfte. Diese Faktoren in Kombination mit nicht von Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusstem Wachstum könnten die hohe Vitalität dieser Populationen begründen. Von 1960 bis 1990 intensiv bewirtschaftete Flächen und ungenutzte Bereiche wiesen dementsprechend auch größere Ähnlichkeiten hinsichtlich morphologischer Parameter und Populationsstruktur auf. Wuchsorte ungenutzter Bereiche nahmen nach den Ergebnissen der statistischen Auswertung eine mittlere Stellung zwischen ehemals extensiv und intensiv genutzten Flächen ein. Allerdings zeigt eine Einzelanalyse der Probeflächen, dass die günstigsten Wuchsbedingungen an einem gehölzfreien, größtenteils übererdeten Bereich eines Steinrückens auftraten. Langjährig extensiv bewirtschaftete Flächen grenzten sich deutlich durch niedrigere Messwerte ab. Die Wuchsbedingungen für *Dianthus seguieri* waren hier offenbar weniger günstig. Neben dem geringeren Nährstoffangebot dürften dafür die Mahdzeitpunkte entscheidend sein. Die Mahd fand in den letzten Jahren deutlich später als bisher üblich statt. Vegetationskundliche Untersuchungen (HÖLZEL 2006, 2007) belegten eine Homogenisierung bzw. Veränderung der räumlichen Strukturen der langjährig extensiv bewirtschafteten bzw. gepflegten Naturschutzflächen.

Nachteilig wirkt sich auch ein durch Akkumulation von Streu bedingter Mangel an „Keim- und Schutzstellen" aus, denn diese sind eine grundlegende Voraussetzung für die Etablierung von Pflanzen aus generativer Vermehrung (vgl. URBANSKA 1992, FENNER & THOMPSON 2005). Keimlinge von *Dianthus seguieri* konnten während der Untersuchungen generell nicht beobachtet werden. Wahrscheinlich findet seit längerer Zeit in den betreffenden Populationen vorwiegend eine vegetative Reproduktion statt. Die Samenproben zeigten bis auf einzelne Ausnahmen eine hohe Keimfähigkeit, die darauf schließen lässt, dass die Fitness der untersuchten Populationen prinzipiell dem Erhalt und der Regeneration der Art genügt. Typisch für *Dianthus seguieri* ist nach unseren bisherigen Untersuchungsergebnissen das sofortige Auskeimen eines Großteils der Samen unmittelbar nach der Ausbringung, sofern entsprechende Keimungsbedingungen gegeben sind. Auf den extensiv genutzten Flächen fehlen offenbar geeignete Bedingungen für eine Etablierung von Keimlingen.

In den kleinen Populationen ehemals intensiv genutzter Flächen wurden Verbissschäden durch Wild an über 75% der blühenden Sprosse beobachtet. Demnach kann hier ein Ausbleiben der generativen Reproduktion einen Vitalitätsverlust bewirkt haben.

Bei der Auswertung der Kombination der Einflussfaktoren ehemalige Bewirtschaftung 1960 bis 1990 und Populationsgröße zeigten sich deutliche, von der Populationsgröße abhängige Unterschiede zwischen den Nutzungsformen. Die höchste Vitalität zeigten große Populationen ehemals intensiv genutzter Flächen und ungenutzter Bereiche. Generell war in großen Populationen von *Dianthus seguieri* eine (meist signifikant) höhere Vitalität der untersuchten Exemplare nachweisbar. Beziehungen zwischen generativen Merkmalen und der Populationsgröße wurden bereits mehrfach belegt. Verschiedene Autoren (z. B. MENGES 1991, KAHMEN 1998, KERY et al. 2000) stellten einen positiven Zusammenhang zwischen der Populationsgröße und der Keimfähigkeit einer Art fest, FISCHER (1996) bei *Gentianella germanica* zwischen der Populationsgröße und der Anzahl gebildeter Blüten sowie der Samen pro Blüte.

Die Werte der Fitness-Parameter waren in kleinen Populationen von *Dianthus seguieri* meist niedriger als in großen Populationen. Als Ursachen geringerer Fitness in kleinen Populationen wurden von verschiedenen Autoren genetische Erosion (bottleneck effect, vgl. NEI et al. 1975) oder das Fehlen geeigneter Bestäuber diskutiert (z. B. MENGES 1991, KERY et al. 2000, MATTHIES 2000). Im Jahr 2006 waren die ermittelten Keimraten kleiner Populationen jedoch höher als die für große Populationen. Ähnlich wiesen PFEIFER et al. (2002) zwar in kleinen Populationen von *Pulsatilla vulgaris* eine geringeres Samengewicht nach, jedoch keine geringere Keimrate.

Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Nutzung von 1960 bis 1990 und der Populationsgröße war nicht zu erkennen.

6.3. Populationsstruktur

Die großen Schwankungen, denen die Anzahl blühender Sprosse einer Art im Osterzgebirge unterliegen können, belegen langjährige Zählungen an verschiedenen Arten des Grünlandes im Untersuchungsgebiet (KASTL & HACHMÖLLER 1999). INGHE & TAMM (1988) wiesen für ausdauernde Arten nach, dass häufig langfristig wirkende Faktoren wie eine Änderung der Nutzungsintensität das Blühverhalten beeinflussen.

Ordnet man die Populationen der unterschiedenen Intensitätsstufen der Nutzung nach der Anzahl generativer und vegetativer Sprosse pro m^2, so ergibt sich die Reihenfolge intensiv > ungenutzt > extensiv. Dies entspricht im Wesentlichen den Beobachtungen für die morphologischen und Fitness-Parameter. Die höhere Sprossdichte in ehemals intensiv bewirtschafteten Flächen kann wiederum in der besseren Nährstoffversorgung begründet sein.

In großen Populationen war die Zahl generativer Sprosse anteilig höher, in kleinen Populationen überwog der Anteil vegetativer Sprosse. Dies ist möglicherweise ein weiterer Hinweis auf eine verringerte Fitness kleiner Populationen. Die vermehrte Bildung vegetativer Sprosse kann jedoch auch eine Folge der ausbleibenden generativen Reproduktion sein. Findet beispielsweise die Mahd vor dem Ausreifen der Diasporen statt oder werden die Samenkapseln verbissen, werden Reserven für die vegetative Ausbreitung genutzt. Auf diese Weise ist eine klonal wachsende Art wie *Dianthus seguieri* in der Lage, weiteren, möglicherweise günstigeren Wuchsraum zu besiedeln (vgl. URBANSKA 1992).

In beiden Untersuchungsjahren wurden die geringsten Dichten generativer Sprosse in langjährig extensiv genutzten bzw. gepflegten Bereichen beobachtet. Diese Flächen wiesen generell niedrigere Sprossdichten auf. Dagegen war das Verhältnis von generativen zu vegetativen Sprossen in langjährig extensiv genutzten Flächen deutlich ausgeglichener als in ehemals intensiv genutzten und nicht genutzten Flächen. Einen Zusammenhang zwischen der Gesamtdichte und dem Zustand einer Population beschreiben COLLING et al. (2002) für die ebenfalls klonal wachsende Art *Scorzonera humilis*. Durch eine mangelnde Rekrutierung von Jungpflanzen überalterte Populationen wiesen eine höhere Individuendichte und eine Dominanz älterer, meist blühender Exemplare auf. Im Widerspruch dazu konnte ABS (2002) für *Cochleria*-Arten nachweisen, dass bei geringer Individuendichte einer Population verstärkt vegetative Vermehrung zu erwarten ist, bei dichten Populationen dagegen eher generative Vermehrung. Nach RABOTNOV (1995) kann das Verhältnis zwischen adulten Individuen, die sich im generativen und solchen, die sich im vegetativen Zustand befinden, als Parameter für den Vitalitätszustand einer Art dienen. Ein direkter Rückschluss von derartigen Strukturmerkmalen auf die Vitalität ist jedoch nur bedingt möglich, da die Blüten- und Fruchtbildung besonders auf Wiesen unter rauhen Klimabedingungen oder auf armen Böden unregelmäßig erfolgt.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass *Dianthus seguieri* auf ehemals (1960–1990) intensiv beweideten, heute extensivierten Flächen zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht nur äquivalente, sondern sogar günstigere Wuchsbedingungen als auf langjährig einschürig gemähten Flächen vorfinden kann.

Zwischen der Intensität der Nutzung in Agrarökosystemen und der Artenvielfalt bestehen enge Zusammenhänge. Eine hohe biologische Vielfalt ist nachweisbar mit einem geringen landwirtschaftlichen Ressourceneinsatz verknüpft (z.B. HUTTER et al. 1993, HOOGEVEEN et al. 2001). Die mesohemerobe Grünlandvegetation kann als „hot spot" der Biodiversität betrachtet werden. Nährstoffarme Standorte und Sonderbiotope wie die Vegetation von Steinrücken entsprechen jedoch meist nicht dem physiologischen Optimum einer Art, auch wenn der Verbreitungsschwerpunkt vieler seltener und gefährdeter Arten in diesen Bereichen liegt. Es ist bekannt, dass der größte Artenreichtum bei Gefäßpflanzen bei einer mittle-

ren Stickstoffversorgung auftritt (vgl. z. B. ZECHMEISTER et al. 2003). Bei steigendem Stickstoffangebot sinkt die Artenzahl, insbesondere als Folge der sich ändernden Konkurrenzverhältnisse, wobei der sich wandelnden vertikalen Raumstruktur der Bestände und sich neu einstellenden Deckungsgraden der Schichten eine wesentliche Bedeutung zukommt. Eine bessere Nährstoffversorgung fördert im Grünland vor allem anspruchsvollere hochwüchsige Arten wie produktive Gräser, wodurch die Oberschicht höhere Deckungsgrade erreicht. Lichtmangel in der Mittel- und Unterschicht führt zu deren Artenverarmung, wobei vor allem Kräuter ausfallen, die wie *Dianthus seguieri* zu den gefährdeten Arten gehören (vgl. auch DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Andererseits bedingt fortschreitende Aushagerung insbesondere in Verbindung mit einer Versauerung des Bodens ebenfalls eine Abnahme der Artenzahl (z. B. im Oelsener Gebiet Entstehung artenarmer Borstgrasrasen). Die sinkenden Flächenerträge an verwertbarer Biomasse stellen zudem ein wirtschaftliches Problem für den Landwirt dar.

Der aktuelle Zustand der ehemals intensiv genutzten Grünlandbereiche wurde durch eine auf kontinuierlichen Nährstoffentzug ausgerichtete Bewirtschaftung während der vergangenen Jahre herbeigeführt. Unsere Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass eine weitere Aushagerung der Flächen auch für eine an ärmere Standorte anpassungsfähige Art wie *Dianthus seguieri* eine Verschlechterung der Wuchsbedingungen in Bezug auf die Nährstoffversorgung bedeuten kann. In Anbetracht der ungünstigen Entwicklung der seit langem im Rahmen der Biotoppflege bewirtschafteten Naturschutzflächen erscheint eine Neugestaltung des Pflegekonzeptes sowohl ehemals intensiv genutzter als auch extensiv genutzter Flächen hinsichtlich der Ansprüche von *Dianthus seguieri* notwendig, um den Erhalt der Populationen langfristig abzusichern.

Danksagung

Die dargestellten Forschungen wurden durch das vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderte Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Grünlandverbund Osterzgebirge am Beispiel des Oelsener Gebietes" unter der Trägerschaft des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz e.V. ermöglicht. Grundlage für diesen Artikel stellt die am Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz der TU Dresden entstandene Diplomarbeit (WALCZAK 2007) dar. Allen am Projekt Beteiligten, insbesondere den Kollegen an der TU Dresden und den Bewirtschaftern vor Ort sei an dieser Stelle herzlich für ihre Unterstützung gedankt.

Literatur

ABS, C. (2002): Lebensfähigkeitsanalyse der gefährdeten Quellflurarten *Cochlearia bavarica* VOGT und *Cochlearia pyrenaica* DC. – Diss. Bot. 367. Berlin, Stuttgart: 131 S.

BAUER, L. (1974): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Band 3: Naturschutzgebiete des Bezirkes Leipzig, Karl-Marx-Stadt und Dresden. – Urania Verlag, Leipzig, Jena, Berlin: 360 S.

BENZLER, A. (2001): Seltene, bedrohte und endemische Tier- und Pflanzenarten – Auswahl von Artengruppen und Arten für ein bundesweites Naturschutzmonitoring. – Natur und Landschaft 76: 70–87.

BERNHARDT, A. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke. – Sächsische Heimatblätter 32: 69–71.

BFN (Bundesamt für Naturschutz) [Hrsg.] (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 28: 744, XVI S.

– (2001): Standard- und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 35: 800 S. + CD-ROM

– (2007): www.floraweb.de

BÜHLER, C. & SCHMID, B. (2001): The influence of management regime and altitude on the population structure of *Succisa pratensis*: implications for vegetation monitoring. – J. Ecol. 38: 689–698.

BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG (1999): Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (BArtSchV), vom 14. Oktober 1999, geändert durch Verordnung vom 21. Dezember 1999.

COLLING, G., MATTHIES, D. & RECKINGER, C. (2002): Population structure and etablishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonera humilis* in relation to environment. – J. Appl. Ecol. 39: 310–320.

DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 239 S.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Auflage. – Scripta Geobotanica 18: 262 S.

FENNER, M. & THOMPSON, K. (2005): The Ecology of Seeds. – Cambridge University Press, Cambridge: 250 S.

FISCHER, M. (1996): Experimental population biology of the rare *Gentianella germanica*. – Diss. Univ. Basel: 110 S.

– (1998): Über die Ursachen der Gefährdung lokaler Pflanzenpopulationen. – Bauhinia 12: 9–21.

GARNIER, E., LAVOREL, S., ANSQUER, P., CASTRO, H., CRUZ, P. et al. (2007): Assessing the Effects of Land-use Change on Plant Traits, Communities and Ecosystem Functioning in Grasslands: A Standardized Methodology and Lessons from an Application to 11 European Sites. – Annals Bot. 99: 967–985.

GRUNDIG, H. (1958): Pflanzengeographische Kartierung des Gebietes Oelsen (Kreis Pirna). – Schriftl. Hausarbeit Staatsexamen. Pädagogische Hochschule zu Potsdam, Potsdam: 159 S.

HACHMÖLLER, B. (2000): Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge – eine Fallstudie zu Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften. – Diss. Bot. 338. Berlin, Stuttgart: 300 S.

HARDTKE, H.-J. & IHL, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. – In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege: 806 S.

HEGI, G. (1979): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. III Teil 2, 2. Aufl. – Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg: 818 S.

HÖLZEL, M. (2006, 2007): Anhänge zu den Zwischenberichten 2005 und 2006 für Projektteil I 1.6 „Vegetationskundliche Untersuchungen" im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Grünlandverbund Osterzgebirge am Beispiel des Oelsener Gebietes". – TU Dresden. Manuskript.

HOOGEVEEN Y.R., PETERSEN J.E. & GABRIELSEN P. (2001): Agriculture and biodiversity in Europe. Background report to the High-Level European Conference on Agriculture and Biodiversity, 5–7 June, Paris. – STRA-CO/AGRI (2001) 17. Council of Europe/UNEP.

HUTTER, C., BRIEMLE, G. & FINK, C. (1993): Wiesen, Weiden und anderes Grünland. Biotope erkennen, bestimmen, schützen. – Weitbrecht Verlag, Stuttgart, Wien: 152 S.

INGHE, O. & TAMM, C. O. (1988): Survival and flowering of perennial herbs. – Oikos 51: 203–219.

KAHMEN, S. (1998): Gefährdungsanalyse von *Arnica montana* L. im Biosphärenreservat Rhön unter besonderer Berücksichtigung populationsgenetischer Fragestellungen. – Diplomarbeit Univ. Marburg. Manuskript.

KARRENBERG, S., SCHMIDT, K. & JENSEN, K. (2000): Bedeutung vegetationsökologischer, populationsbiologischer und populationsgenetischer Untersuchungen für den Naturschutz – Fallstudie an *Pedicularis palustris*-Populationen. – In: Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland – Referate und Expertengespräch: 141–156.

KASTL, C. & HACHMÖLLER, B. (1999): 25jährige Dokumentation der Blühaktivität ausgewählter Bergwiesenpflanzen im Naturschutzgebiet "Oelsen" im Osterzgebirge. – Artenschutzreport 9: 21–27.

KERY, M., MATTHIES, D. & SPILLMANN H.-H. (2000): Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. – J. Ecol. 88: 17–30.

LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) [Hrsg.] (1999): Rote Liste Farn- und Samenpflanzen. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden: 36 S.

MATTHIES, D. (1986): Untersuchungen zur Vergesellschaftung und Populationsbiologie von *Melampyrum arvense* L. – Tuexenia 6: 3–20.

– (2000): The genetic and demographic consequences of habitat fragmentation for plants: examples from declining grassland species. – In: KLINGENSTEIN, F. & WIGENDER, R. (Hrsg.): Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland. Schriftenr. Vegetationsk. 32: 129–140.

MENGES, E. S. (1991): Seed germination percentage increases with the population size in a fragmented prairie species. – Conserv. Biol. 5 (2): 158–164.

MEUSEL, H. & JÄGER, E. [Hrsg.] (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text und Karten. Bd. 1 (Teil 1 u. 2). – Gustav Fischer Verlag, Jena: 583 u. 258 S.

MÜCKSCHEL, C. & OTTE, A. (2001): Variabilität von Pflanzen- und Populationsmerkmalen bei unterschiedlicher Beweidung. – Natursch. Landschaftsplanung 33 (1): 18–26.

MÜLLER, F. (1998): Struktur und Dynamik von Flora und Vegetation (Gehölz-, Saum-, Moos- und Flechtengesellschaften) auf Lesesteinrücken im Erzgebirge – ein Beitrag zur Vegetationsökologie linearer Strukturen in der Agrarlandschaft. – Diss. Bot. 293. J. Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart: 266 S.

MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich 85: 263 S.

NEI, M., MARUYMA T. & CHAKRABORTY, R. (1975): The bottleneck effect and genetic variability in populations. – Evolution 29: 1–10.

PFEIFER, E., HOLDEGGER, R., MATTHIES, D. & RUTISHAUSER, R. (2002): Populationsbiologische Untersuchungen an einer Flaggschiff-Art der Magerrasen: *Pulsatilla vulgaris* Mill. in der Nordostschweiz. – Bot. Helvetica 112: 153–171.

RABOTNOV, T. A. (1969): On coenopopulations of perennial herbaceous plants in natural coenoses. – Vegetatio 19: 87–95.

– (1995): Phytozönologie. Struktur und Dynamik natürlicher Ökosysteme. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 243 S.

REIF, A., TECKELMANN, M. & SCHULZE, E.-D. (1985): Die Standortamplitude der Großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) – eine Auswertung vegetationskundlicher Aufnahmen auf der Grundlage der Ellenbergschen Zeigerwerte. – Flora 176: 365–382.

ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, 9. Aufl. – Spektrum, Heidelberg, Berlin, 948 S.

SCHOPP-GUTH, A. (1993): Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. – Diss. Bot. 204: 165 S.

SCHWABE, A. (1990): Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrythmus von *Arnica montana* L. – Carolinea 48: 45–68.

SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILLIPI, G. [Hrsg.] (1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 1, 2., erg. Aufl. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.

STEFFENS, R. (1991): Grundkonzept eines Schutzgebiets- und Biotopschutzprogramms im Freistaat Sachsen. – Naturschutzarbeit in Sachsen 33: 11–24.

STUFA (STAATLICHES UMWELTFACHAMT RADEBEUL) (1997): Geschützte Biotope im Osterzgebirge: Steinrücken. – Radebeul: 12 S.

URBANSKA, K. M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena: 374 S.

WALCZAK, C. (2007): Untersuchungen zur Populationsökologie der Busch-Nelke *Dianthus seguieri* ssp. *glaber* Čelak. im Raum Oelsen/ Osterzgebirge. – Diplomarbeit TU Dresden. Manuskript.

ZECHMEISTER, H. G., SCHMITZBERGER, I., STREUER, B., PETERSEIL, J. & WRBKA, T. (2003): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. – Biol. Conserv. 114: 165–177.

Dipl. Ing. Claudia Walczak, Dipl. Ing. Marita Zieverink & Prof. Dr. Peter A. Schmidt
TU Dresden
Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz
Lehrstuhl für Landeskultur und Naturschutz
PF 1117
01737 Tharandt
e-mail: c.walczak@gmx.net, m.zieverink@web.de, schmidt@forst.tu-dresden.de

Eingang des Manuskriptes am 07.11.2007, endgültig angenommen am 22.02.2008.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: NS_28

Autor(en)/Author(s): Walczak Claudia, Zieverink Marita, Schmidt Peter A.

Artikel/Article: Populationsbiologische Untersuchungen an Dianthus seguieri Vill. im Osterzgebirge 133-150